

# Avaliação experimental e modelagem matemática de filtros anaeróbios como alternativa de baixo custo para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização

*Experimental evaluation and mathematical modeling of anaerobic filter as a low-cost alternative for algae removal from waste stabilization ponds*

Germário Marcos Araújo<sup>1</sup>, Iran Eduardo Lima Neto<sup>2</sup>,  
André Luis Calado Araújo<sup>3</sup>, Marcos Erick Rodrigues da Silva<sup>4</sup>

## RESUMO

Nesta pesquisa, estudou-se o desempenho de três filtros biológicos anaeróbios com novos e diferentes meios de suporte em tempos de detenção hidráulica (TDH) distintos (5,5 e 11,1 horas), objetivando a remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. O considerável desempenho no pós-tratamento (remoções de até 77,4%) pode ser atribuído à atuação dos mecanismos de sedimentação, retenção física e assimilação biológica. Foi desenvolvido um modelo de decaimento para clorofila com base na simplificação da equação de transporte de massa. O coeficiente global de decaimento foi descrito como uma função dos números de Reynolds e Weber, obtida por meio de ajuste aos dados experimentais com um coeficiente de determinação superior a 0,96. Para confirmação de que a função de Reynolds e Weber descreve bem o comportamento de  $k$ , foram realizadas simulações do impacto das seguintes variáveis na eficiência de remoção de algas: comprimento do filtro (altura do leito), diâmetro do filtro, diâmetro do meio suporte, porosidade, vazão, tensão superficial e da viscosidade do líquido. As simulações desenvolvidas demonstraram coerência nos resultados, reforçando que os números de Reynolds e Weber, assim como o modelo de fluxo em pistão, podem ser usados para descrever o processo de remoção de algas em filtros anaeróbios.

**Palavras-chave:** remoção de algas; meio suporte; número de Weber; número de Reynolds; lagoa de estabilização; simulação; filtros anaeróbios.

## ABSTRACT

In this research we studied the performance of three anaerobic biological filters with new and different support media in different hydraulic retention time (HRT): 5.5 and 11.1 hours, aiming at the removal of wastewater stabilization ponds of algae. The considerable performance in the post-treatment (removal of up to 77.4%) can be attributed to the actions of sedimentation mechanisms, physical restraint and biological assimilation. It has developed a model for chlorophyll decay from the simplification of mass transport equation. The overall decay coefficient was described as a function of Reynolds and Weber numbers, which was obtained through adjusting the experimental data with a determination coefficient greater than 0.96. To confirm that the Reynolds and Weber function describes well the  $k$  behavior, simulations were made of the impact of these variables on algae removal efficiency: filter length (bed height), filter diameter, the diameter of the support means, porosity, flow, surface tension and viscosity of the liquid. Simulations show consistency in the results, reinforcing that the Reynolds and Weber numbers and the flow model of piston may be used to describe the process of removing algae in anaerobic filters.

**Keywords:** algae removal; support media; Weber number; Reynolds number; stabilization pond; simulation; anaerobic filters.

<sup>1</sup>Doutorando na Universidade Federal do Ceará (UFC) - Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>2</sup>Doutor pela University of Alberta. Professor da UFC - Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>3</sup>Doutor pela University of Leeds. Professor do Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN) - Caicó (RN), Brasil.

<sup>4</sup>Doutor pela UFC. Professor do Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Limoeiro do Norte (CE), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Iran Eduardo Lima Neto - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC - Campus do Pici - Bloco 713, 1º andar -

CEP: 60451-970 - Fortaleza (CE), Brasil - E-mail: iran@deha.ufc.br

**Recebido:** 12/05/15 - **Aceito:** 22/05/16 - **Reg. ABES:** 134641

## INTRODUÇÃO

Em países em desenvolvimento, procuram-se alternativas eficazes, de baixo custo, confiáveis e sustentáveis de tratamento de águas residuais. Além disso, poucos sistemas operam com elevado grau de mecanização (DIAZ & BARKDOLL, 2006; BABU, 2011).

O sistema de tratamento conhecido genericamente como lagoas de estabilização é um dos tipos de tratamento de esgoto mais difundidos no mundo. Por se tratar de processo de baixo custo de implantação e grande facilidade operacional, é bastante atrativo, mesmo quando comparado com as técnicas mais modernas de tratamento, principalmente em países onde a disponibilidade de área não é um fator limitante e em regiões de clima quente (VON SPERLING, 1996; ARAÚJO, 2004; MBURU *et al.*, 2013).

As algas são extremamente importantes no sistema de tratamento com lagoas de estabilização, pois são elas que fornecem o oxigênio para as bactérias degradarem a matéria orgânica (simbiose natural). Porém, quando o efluente sai do sistema de tratamento, as algas tornam-se um inconveniente, podendo demandar oxigênio nos corpos receptores (degradação da biomassa algal) e causar a eutrofização dos corpos aquáticos (ARAÚJO, 2004; MORRO; NIELL; MARTÍNEZ-TABERNER, 2012; HAN & CUI, 2015).

Ao considerar as significativas vantagens de custo e operação das lagoas de estabilização, é desejável o desenvolvimento de um processo de polimento de seus efluentes, objetivando a remoção de algas, de modo eficiente e com baixos custos operacionais (NEDER; QUEIROZ; SOUZA, 2000).

Os filtros anaeróbios são sistemas simplificados (TONETTI *et al.*, 2012) e podem remover as algas de lagoas de estabilização a baixo custo de implantação e simples operação (MIDDLEBROOKS, 1995). Nesses sistemas, os principais mecanismos de remoção ocorrem por meio da sedimentação, assimilação biológica e retenção física. Além disso, filtros anaeróbios propiciam boa estabilidade ao efluente e baixa perda de sólidos biológicos.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar experimentalmente três filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com diferentes meios de suporte e de baixo custo (em torno de 15 a 20 reais/habitante) na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. Além disso, o estudo pretendeu ajustar um modelo que refletisse o decaimento da clorofila nos filtros com base na simplificação da equação de transporte de massa, desprezando dispersão longitudinal.

## METODOLOGIA

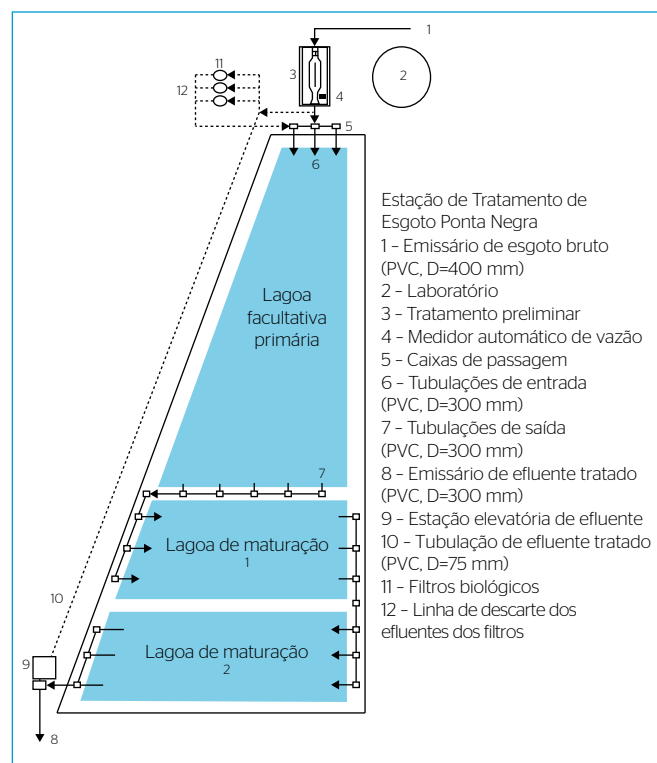
### Estudo experimental

A estação de tratamento de esgotos (ETE) denominada Ponta Negra é de responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande

do Norte (CAERN), está localizada no bairro de Ponta Negra, situado na cidade de Natal (RN). O sistema de esgotamento é composto por rede coletora, estações elevatórias, tratamento preliminar, lagoas de estabilização em série e disposição final do efluente no solo em valas de infiltração. A série de lagoas é composta por uma lagoa facultativa primária e duas lagoas de maturação, sendo uma primária e a outra secundária, como é apresentado na Figura 1. Existia uma tubulação de recirculação de parte do efluente final da lagoa de maturação para a entrada da ETE. Nessa tubulação foi feita uma derivação que alimentava o sistema experimental.

O sistema experimental em escala piloto foi constituído de filtros biológicos anaeróbios de fluxo ascendente, com três unidades paralelas e de geometria circular, denominados filtros biológicos de números 1, 2 e 3 (FB1, FB2 e FB3). Foram utilizadas tubulações de policloreto de polivinila (PVC) com diâmetros DN 400 e 300 mm como reatores (filtros). Como tampa de fundo, empregaram-se fibra de vidro, resina e catalisador, garantindo assim a estanqueidade do sistema e baixo custo. Na Figura 2 é apresentado o fluxograma de alimentação dos filtros biológicos anaeróbios usados na pesquisa.

No interior dos filtros, sobre o fundo, foi disposto o meio suporte. No filtro FB1 foram utilizados anéis de eletroduto corrugado de plástico (conduite) com diâmetro de 20 mm e nos filtros FB2 e FB3 argila expandida com diâmetros de 30 e 15 mm, respectivamente. A Tabela 1 contém as características físicas operacionais das unidades do sistema de filtros.



**Figura 1** - Detalhe esquemático do fluxo de alimentação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Ponta Negra, Natal (RN).

A alimentação com efluente em cada um dos filtros foi realizada por uma tubulação perfurada de PVC com diâmetro de 19,05 mm (¾ polegada), localizada ao nível de fundo dos reatores, distribuindo o efluente em fluxo ascendente que atravessava todo o meio suporte e, em seguida, era coletado pelo dispositivo de saída. O efluente final dos filtros era direcionado para a entrada da lagoa facultativa primária da ETE Ponta Negra.

O sistema experimental entrou em funcionamento em janeiro de 2004, quando foi iniciado o monitoramento, em 16 de janeiro de 2004, após um curto período de aclimação do sistema. O monitoramento prolongou-se até agosto de 2004, e de janeiro a junho, os filtros operaram com um tempo de detenção hidráulica do primeiro experimento (EXP 1) e de junho a agosto tempo de detenção hidráulica do segundo experimento (EXP 2) (Tabela 1). As variáveis, analisadas semanalmente, foram: potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS) e clorofila "a" (Cla). Os métodos analíticos utilizados seguiram as recomendações de APHA, AWWA e WEF (1995), exceto para o parâmetro Cla, que foi determinado segundo Jones (1979).

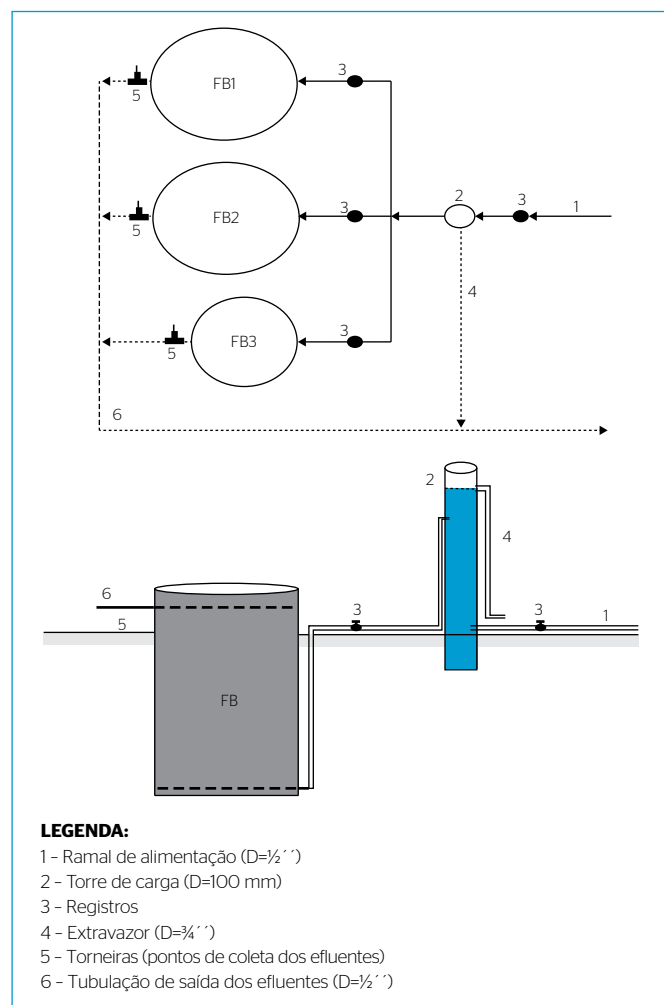


Figura 2 - Fluxograma de alimentação dos filtros biológicos.

O programa SigmaStat 3.5 foi usado para a análise estatística dos dados. Aplicaram-se os testes não paramétricos de Mann-Whitney e de Kruskal-Wallis com nível de significância  $\alpha = 5\%$ , para comparar o desempenho dos filtros entre as etapas da pesquisa. Os resultados dos testes foram avaliados de forma que, para  $p \leq 0,05$ , se rejeita a hipótese nula. Ou seja, consideraram-se os grupos diferentes estatisticamente.

## MODELAGEM MATEMÁTICA

### Modelo de fluxo em pistão

O modelo matemático foi desenvolvido no presente estudo com base na equação unidimensional de transporte de massa (equação 1), em que temos respectivamente os termos transiente, de advecção, de difusão e de reação (decaimento de primeira ordem):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \varepsilon \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC \quad (1)$$

Em que:

C = concentração de um constituinte no esgoto; U (m/s) = velocidade média do esgoto no filtro =  $Q/(\lambda \times \omega)$ ;  $\lambda$  = porosidade do meio de suporte (%);  $\omega$  = área do filtro ( $m^2$ );  $\varepsilon$  = difusividade do constituinte no esgoto ( $m^2/s$ );

Tabela 1 - Características físicas operacionais dos reatores (filtros anaeróbios).

Parâmetros	Reatores		
	FB1	FB2	FB3
Diâmetro do filtro D (mm)	400,000	400,000	300,000
Comprimento do filtro (ou altura do meio suporte) (m)	1,450	1,450	1,450
Diâmetro do meio suporte d (mm)	20,000	30,000	15,000
Volume total do filtro ( $m^3$ )	0,182	0,182	0,102
Área específica do meio suporte ( $m^2/m^3$ )	192,000	75,000	105,000
Experimento 1 - TDH (h)	11,070	11,100	9,130
Experimento 2 - TDH (h)	6,660	6,650	5,480
Vazão afluyente Q (L/h) para o Experimento 1	14,800	8,200	5,610
Vazão afluyente Q (L/h) para o Experimento 2	24,600	13,70	9,350
Carga hidráulica volumétrica (Experimento 1) - ( $m^3/m^3.dia$ )	1,950	1,090	1,200
Carga hidráulica volumétrica (Experimento 2) - ( $m^3/m^3.dia$ )	3,240	1,810	2,190
Porosidade $\lambda$ (%)	90,000	50,000	50,000

TDH: tempos de detenção hidráulica; FB: filtros biológicos.

$k$  = coeficiente global de decaimento do constituinte (1/s);

$x$  = coordenada no sentido do fluxo (m);  $t$  = tempo (s).

Tendo em vista que o escoamento é permanente, já que a vazão afluente ao filtro é fixa, e que o afluente é distribuído uniformemente na seção de entrada do filtro, a equação 1 pode ser simplificada desconsiderando-se os termos transiente e de difusão:

$$U \frac{dC}{dx} = -kC \quad (2)$$

A integração da equação 2, levando em conta os limites de  $C_i$  e  $C_f$  (concentrações inicial e final do parâmetro  $C$ ) e o comprimento total do filtro  $L$ , resulta na seguinte expressão:

$$C_f = C_i e^{-\frac{kL}{U}} \quad (3)$$

O parâmetro  $C$  corresponde à concentração de algas representada por Cla ( $\mu\text{g/L}$ ).

### Ajustes do coeficiente global de decaimento

Considerando que as forças de inércia, viscosidade e tensão superficial são as forças que controlam a hidrodinâmica nos filtros, partiu-se do pressuposto de que  $k$  podia ser descrito pela função dos números adimensionais de Reynolds e Weber:

$$k = \varphi(Re, We) \quad (4)$$

$$Re = \frac{U \cdot D}{\nu} \quad (5)$$

Em que:

$D$  = diâmetro interno do tubo (m);

$\nu$  = viscosidade cinemática da água ( $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ );

$Re$  = Reynolds;

$We$  = Weber

$$We = \frac{\rho \cdot U^2 d}{\sigma} \quad (6)$$

Em que:

$\rho$  = massa específica ( $1.000 \text{ kg/m}^3$ );

$d$  = diâmetro do meio suporte (mm);

$\sigma$  = tensão superficial da água ( $0,072 \text{ N/m}$ ).

Dessa forma, pôde-se obter uma equação geral para  $k$  em função de Reynolds e Weber ajustando-se o modelo supracitado aos dados desta pesquisa e a informações disponíveis na literatura para o caso da Região Nordeste do Brasil (condições semelhantes) para o parâmetro Cla. A equação 7, que descreve o modelo proposto, será apresentada nos resultados e discussão.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em três etapas: estudo experimental, modelagem matemática e verificações do comportamento de cada parâmetro.

### Estudo experimental

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da estatística descritiva das variáveis analisadas nos afluentes e efluentes dos filtros anaeróbios nos dois experimentos distintos. Os valores de tempo de detenção hidráulica (TDH) foram aproximadamente 11 h para FB1 e FB2 e 9 h para FB3 no primeiro experimento e 6,6 h para FB1 e FB2 e 5,5 para FB3 no segundo experimento, respectivamente.

### Influência do material de enchimento no desempenho dos filtros anaeróbios

Observa-se que a eficiência de remoção de DBO nos três filtros variou de 42,7 a 50,2% na EXP 1 e de 30,9 a 38,8% na EXP 2. Com relação ao parâmetro DQO, a eficiência de remoção variou de 46,2 a 53,2% para a EXP 1 e de 25,5 a 37,3% para a EXP 2. Para essas duas variáveis, as maiores remoções médias foram obtidas em FB1, seguido de FB3 e de FB2. De acordo com os testes estatísticos, não foram evidenciadas diferenças significativas entre os desempenhos dos filtros em cada etapa do experimento.

Vale ressaltar que FB1 e FB3 apresentaram eficiências médias praticamente similares de DBO e DQO. Além disso, quando comparados com FB2, esses sistemas apresentaram-se mais eficientes e estáveis operacionalmente, tendo em vista os menores valores de desvio padrão obtidos. Esse fato, possivelmente, está relacionado ao efeito do meio suporte, pois o aumento da área específica do material de enchimento proporciona maior capacidade de imobilização da biomassa e, por consequência, maior assimilação de compostos orgânicos.

Os três filtros estudados no EXP 1 obtiveram bom desempenho, comparando-o a outros filtros operados no Brasil e no mundo, sob características semelhantes de efluente. O estudo de Saidam, Ramadan e Butter (1995), em Aman, na Jordânia, por exemplo, utilizou um sistema com seis filtros retangulares e diferentes meios de suporte (pedras, cascalho de rios, seixos grosseiros e brita, com diâmetros de 180, 116, 20,4, 10,3 mm, respectivamente), o que proporcionou remoções superiores a 60% de sólidos suspensos. Santos (1995), em Campina Grande (PB), usou pedra britada como meio suporte com diâmetros de 19, 25 e 38 mm nos três filtros. O TDH variou de 7,7 a 9,8 h e foram obtidas remoções da ordem de 65% para SS e 87% para Cla. Neder, Queiroz e Souza (2001), no Distrito Federal, operaram um filtro de pedras de fluxo horizontal com dimensões de 3 m de largura, 15 m de comprimento e 1 m de profundidade, com TDH de 12 h, sendo obtidas remoções de 67% de sólidos suspensos e 56% de DBO.

As concentrações efluentes de DBO obtidas nos dois experimentos da presente pesquisa, em geral, foram superiores às relatadas por Middlebrooks (1988), que obteve concentrações abaixo de 30 mg/L de

SS e DBO, e por Oliveira *et al.* (1997), cujo valor máximo obtido no efluente final variou de 12 a 28 mg/L de DBO. No entanto esses autores trabalharam, em seus experimentos, com concentrações afluentes inferiores às praticadas no presente estudo. Middlebrooks (1988), em sua pesquisa, cita quatro sistemas de filtros anaeróbios operados nos Estados Unidos (Eudoro/Kansas, Califórnia, Illinois, West Monroe) utilizando pedras como meio suporte cujo diâmetro variou de 12 a 130 mm. Oliveira *et al.* (1997) operaram três filtros horizontais, em escala piloto, de 5 m de comprimento, e utilizaram brita com diâmetro de 19, 25 e 38 mm como meio suporte.

As remoções dos níveis de Cla nos três filtros do presente estudo variaram de 68,3 a 77,4% no EXP 1 e de 37,5 a 42,7% no EXP 2. Os filtros anaeróbios seguiram o mesmo comportamento das demais variáveis averiguadas para o mesmo TDH, em que o FB1 obteve as maiores remoções médias, seguido do FB3 e FB2. Entretanto, com base nos testes estatísticos, não foi possível evidenciar diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) dos filtros em cada etapa do experimento.

Para o parâmetro SS, os percentuais médios de remoção variaram de 40,8 a 44,7% no EXP 1 e de 19,3 a 22,9% no EXP 2. As remoções de sólidos suspensos nos três filtros no EXP 1 apresentaram a mesma tendência verificada para Cla.

A seleção de meio suporte é considerada um aspecto importante no desempenho de filtros anaeróbios. Vários autores mencionam diversos materiais em suas pesquisas, como tijolo refratário, cerâmica especial, espuma de poliuretano, PVC (PICANCO *et al.*, 2001; NIKOLAEVA *et al.*, 2002), filtro de carvão, lâ de rocha, bucha esponja (YANG *et al.*, 2004) e outros materiais (KARADAG *et al.*, 2015).

Em uma análise global dos meios suportes utilizados no presente estudo, percebeu-se que os resultados não indicaram grandes diferenças, mostrando que, apesar das variações nas áreas específicas de cada meio suporte, seus efeitos não foram evidenciados. Todavia, as maiores remoções médias foram obtidas em FB1, que apresentava meio suporte com maior área específica, o que possivelmente contribuiu para a atuação dos mecanismos de retenção física e assimilação biológica.

A retenção física de sólidos em filtros ocorre, principalmente, nos espaços vazios entre o meio suporte, por efeito de acumulação de material no filtro, sendo esse mecanismo acentuado em reatores com elevada área específica do meio suporte (MIDDLEBROOKS, 1988).

A assimilação biológica também é um mecanismo atuante na remoção de algas, pois na ausência de luz e oxigênio dissolvido ocorre a morte de muitas espécies, que são degradadas pelos microrganismos presentes nos filtros (SANTOS, 1995; ARAÚJO, 2004).

**Tabela 2** - Valores médios e desvio padrão dos parâmetros operacionais afluente e efluente a FB1, FB2 e FB3 e percentual de remoção para os diferentes filtros e tempos de detenção.

Etapa	N.º de amostras	Sistema de tratamento		Parâmetros operacionais				
				pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SS (mg/L)	Cla ( $\mu\text{g/L}$ )
Experimento 1	20	FB1	Afluente	7,3 (0,2)	83,0 (16,0)	277,0 (45,0)	256,0 (87,0)	813,0 (352,0)
			Efluente	7,2 (0,2)	40,0 (13,0)	125,0 (37,0)	129,0 (26,0)	147,0 (39,0)
			Remoção	-	50,2 (19,4)	53,2 (19,0)	44,0 (20,6)	77,4 (13,3)
		FB2	Afluente	7,3 (0,2)	83,0 (16,0)	277,0 (45,0)	256,0 (87,0)	813,0 (352,0)
			Efluente	7,2 (0,2)	46,0 (16,0)	145,0 (42,0)	140,0 (27,0)	203,0 (70,0)
			Remoção	-	42,7 (22,6)	46,2 (19,1)	40,8 (17,9)	71,1 (15,1)
		FB3	Afluente	7,3 (0,2)	83,0 (16,0)	277,0 (45,0)	256,0 (87,0)	813,0 (352,0)
			Efluente	7,2 (0,1)	43,0 (16,0)	134,0 (35,0)	138,0 (25,0)	226,0 (60)
			Remoção	-	49,4 (16,5)	50,0 (16,9)	44,7 (20,8)	68,3 (13,5)
Experimento 2	15	FB1	Afluente	7,4 (0,2)	80,0 (17,0)	218,0 (64,0)	198,0 (25,0)	730,0 (148,0)
			Efluente	7,3 (0,2)	50,0 (17,0)	141,0 (54,0)	159,0 (26,0)	412,0 (126,0)
			Remoção	-	38,8 (15,1)	37,3 (20,5)	21,8 (11,7)	42,7 (16,9)
		FB2	Afluente	7,4 (0,2)	80,0 (17,0)	218,0 (64,0)	198,0 (25,0)	730,0 (148,0)
			Efluente	7,3 (0,2)	55,0 (16,0)	152,0 (40,0)	159,0 (31,0)	446,0 (133,0)
			Remoção	-	33,0 (15,6)	25,5 (23,7)	22,9 (17,7)	37,5 (20,5)
		FB3	Afluente	7,4 (0,2)	80,0 (17,0)	218,0 (64,0)	198,0 (25,0)	730,0 (148,0)
			Efluente	7,2 (0,2)	59,0 (18,0)	160,0 (37,0)	175,0 (38,0)	412,0 (104,0)
			Remoção	-	30,9 (17,1)	30,0 (18,4)	19,3 (17,2)	40,9 (20,7)

\* O desvio padrão é exibido entre parênteses.

FB2 e FB3, nos quais foram empregados os mesmos enchimentos (argila expandida), variando apenas o diâmetro do material, apontaram resultados semelhantes, o que sugere que essa variável não exerce influência significativa sobre o conjunto de parâmetros analisados. No entanto FB3, que usava um diâmetro do meio suporte menor que os demais, apresentou a maior área específica e, conseqüentemente, maiores remoções médias.

### Efeito do tempo de detenção hidráulica no desempenho dos filtros anaeróbios

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é um importante parâmetro de dimensionamento dos reatores, já que está diretamente relacionado ao seu volume e, portanto, ao seu custo. Logo, é interessante estudar o efeito da redução do TDH na eficiência de remoção das algas a fim de verificar a viabilidade da adoção de reatores mais compactos, que, por conseqüência, representariam menores custos no pós-tratamento.

Com a redução do TDH no EXP 2, observou-se que os três filtros estudados apresentaram quedas na eficiência de DBO, DQO, SS e Cla, especialmente nesse último parâmetro. No FB1 a remoção média de Cla foi reduzida de 77,4 para 42,4% em EXP 1 e EXP 2, respectivamente. Para o FB2 a queda no desempenho foi de 33,6%, representando 47% do percentual de remoção inicial. Em relação ao FB3, a redução do TDH ocasionou diminuição percentual de 27,4%, atingindo remoção média de 40,9% no EXP 2. Os testes estatísticos ratificaram que a redução de TDH provocou queda na eficiência de remoção de Cla em todos os filtros ( $p < 0,001$ ).

Comparando as remoções de pesquisas realizadas por Swanson e Williamson (1980), Middlebrooks *et al.* (1982) e Middlebrooks (1988) com Young (1991), Oran, Surucu e Soynpak (1993), Saidam, Ramadan e Butter (1995), Oliveira *et al.* (1997) e Neder, Queiroz e Souza (2001), foi possível constatar que os filtros biológicos anaeróbios estudados, principalmente operando com TDH do EXP 1, obtiveram boas remoções nos parâmetros avaliados, sobretudo quanto à Cla, proporcionando melhoria na qualidade final de efluentes de lagoas de estabilização.

A Resolução n.º 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (BRASIL, 2011) dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes. Em sua seção III versa sobre as condições e os padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Comparando os resultados alcançados em todos os três filtros nos dois experimentos, percebeu-se que as variáveis pH, DBO e SS atendem às diretrizes da referida resolução, não sendo as demais variáveis contempladas nela. Os valores de pH obtidos nesta pesquisa não infringiram a faixa recomendada, que é de 5,0 a 9,0. No tocante à variável DBO, os valores obtidos atenderam ao limite de lançamento, que é de no máximo 120 mg/L, e os valores da pesquisa se mantiveram bem abaixo desse patamar. No que concerne

aos sólidos suspensos, a eficiência de remoção citada na resolução é de 20%, somente não atendido por FB3 no EXP 2, que foi de 19,3%.

### Modelagem matemática

A equação geral para o coeficiente global de decaimento  $k$  (equação 7) foi obtida em função de Reynolds e Weber. Os parâmetros do modelo foram ajustados por intermédio da maximização do coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,968$ ), utilizando dados desta pesquisa e de Oliveira *et al.* (1997) para o parâmetro Cla (Gráfico 1). O excelente ajuste observado sugere que Reynolds e Weber descrevem bem o comportamento de  $k$  e que o modelo de fluxo de pistão representa o comportamento dos filtros, mesmo incluindo filtros horizontais e em larga escala, como os aplicados na pesquisa de Oliveira *et al.* (1997).

$$k \text{ (dia}^{-1}\text{)} = 0,0150\phi - 3,914 \quad (7)$$

Em que:

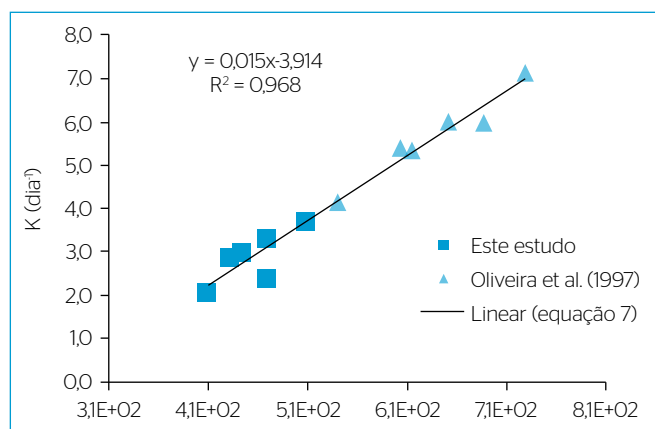
$$\phi = \text{Re}^{1/2} \text{We}^{-1/3}$$

Pode-se observar que o coeficiente  $k$  aumenta com Reynolds. Isso significa dizer que, quanto maiores as forças de inércia com relação às forças de viscosidade, mais intensos são a mistura e, conseqüentemente, o processo de remoção de Cla.

No tocante ao número de Weber, observou-se que, quanto maior a tensão superficial entre líquido e meio suporte, maior é a retenção. Além disso, quanto menor  $d$ , maior a área interfacial, proporcionando maior contato com o meio suporte, promovendo assim o processo de remoção das algas.

### Verificação do comportamento de cada parâmetro

Para confirmação de que a função de Reynolds e Weber descreve bem o comportamento de  $k$ , foram feitas simulações (com base na equação 3) do impacto dos seguintes parâmetros na eficiência de remoção de algas: comprimento ( $L$ ); diâmetro do filtro ( $D$ ); diâmetro do meio

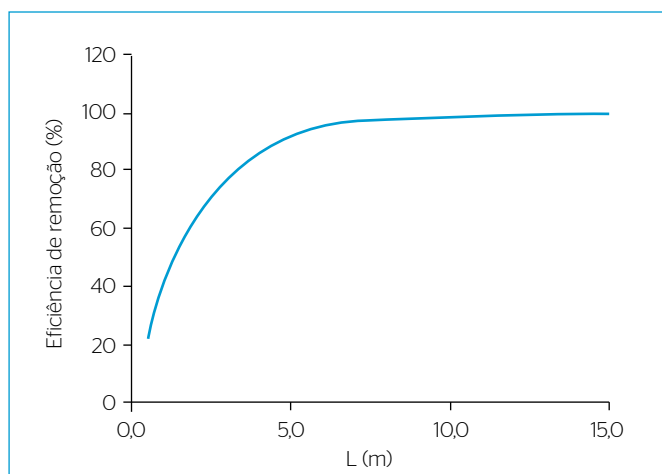


**Gráfico 1** - Ajuste da equação geral para o coeficiente global de decaimento, considerando a remoção do parâmetro Clorofila "a".

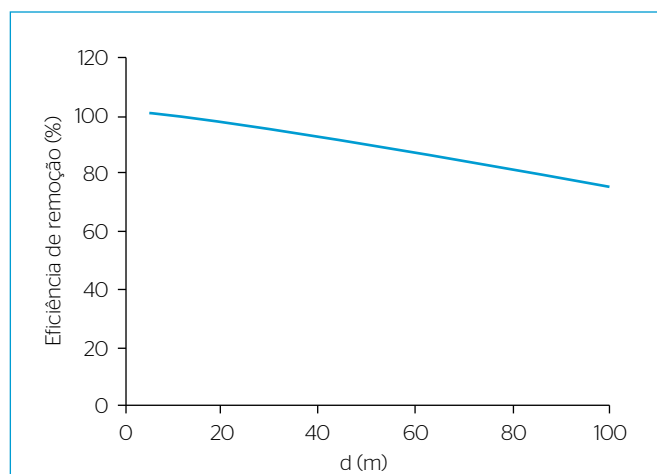
suporte ( $d$ ); porosidade ( $\lambda$ ); vazão ( $Q$ ); tensão superficial ( $\sigma$ ); e viscosidade cinemática ( $\nu$ ), variando cada parâmetro e mantendo os demais constantes. Vale salientar que as faixas de simulação utilizadas no modelo foram fundamentadas em pesquisas em escalas piloto e real, semelhantes às citadas por Middlebrooks (1988), Oliveira *et al.* (1997), Neder, Queiroz e Souza (2001), Tonetti *et al.* (2011) e Karadag *et al.* (2015).

Nas Gráficos 2 a 8 são apresentados os efeitos de cada parâmetro, considerando como exemplo as seguintes faixas de variação:

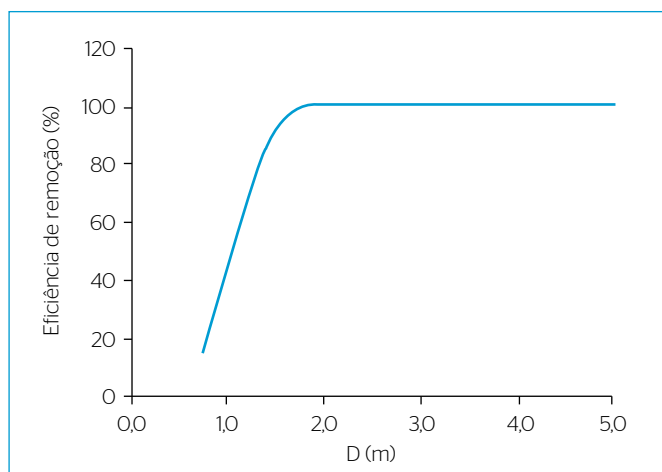
- Comprimento ( $L$ ): levando em conta vazão fixa de  $Q = 0,16$  L/s e aumentando o comprimento do filtro de 0,5 para 15 m, espera-se que a eficiência de remoção aumente de 22,02 para 99,94% (Gráfico 2), já que existirá maior volume do filtro (ou maior TDH) para a ocorrência do processo de remoção de algas. Salienta-se que a faixa utilizada na simulação compreende desde a escala piloto à escala real observada na literatura, segundo Neder, Queiroz e Souza (2001) e Tonetti *et al.* (2011). Vale ressaltar que a norma brasileira NBR 13.969/97 recomenda comprimento máximo 1,6 m para o leito filtrante (ABNT, 1997), no entanto vários estudos têm reportado faixas usuais de variações no comprimento de 1,5 a 5 m (OLIVEIRA *et al.*, 1997; NEDER; QUEIROZ; SOUZA 2001; YANG *et al.*, 2004; KARADAG *et al.*, 2015). De acordo com o modelo apresentado e os valores adotados para cada parâmetro, percebe-se tendência à estabilização da eficiência de remoção de Cla para filtros com comprimentos de 5 m ou mais. Portanto, para as condições supracitadas, comprimentos acima desse valor não apresentam ganho significativo na eficiência de remoção;
- Diâmetro do filtro ( $D$ ): aumentando o diâmetro do filtro de 0,75 a 5 m ( $Q = 0,16$  L/s), o seu volume aumentará (maior TDH) e consequentemente se espera que a eficiência de remoção aumente de 15,20 para 99,99% (Gráfico 3). Contudo, para as condições supracitadas, diâmetros acima de 2 m não apresentam ganho significativo na eficiência de remoção;



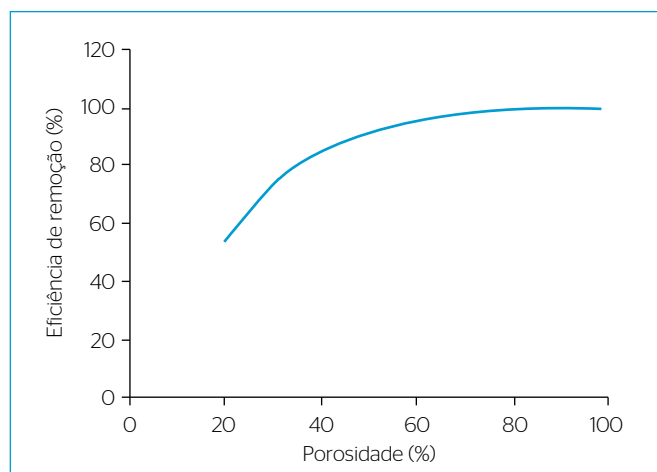
**Gráfico 2** - Simulação do impacto do comprimento do filtro na eficiência de remoção de algas.



**Gráfico 4** - Simulação do impacto do diâmetro do meio suporte na eficiência de remoção de algas.

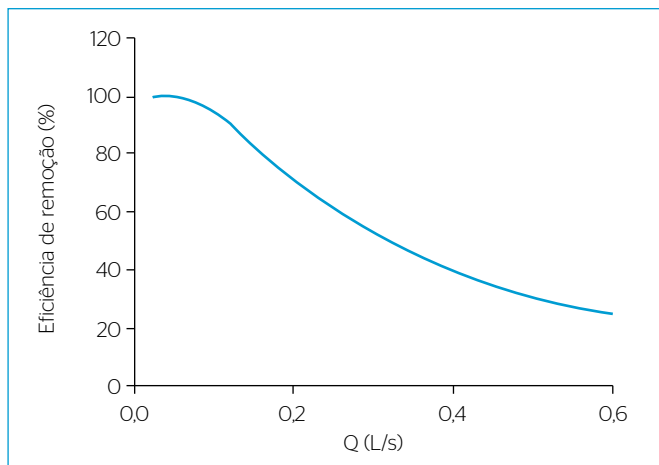


**Gráfico 3** - Simulação do impacto do diâmetro do filtro na eficiência de remoção de algas.

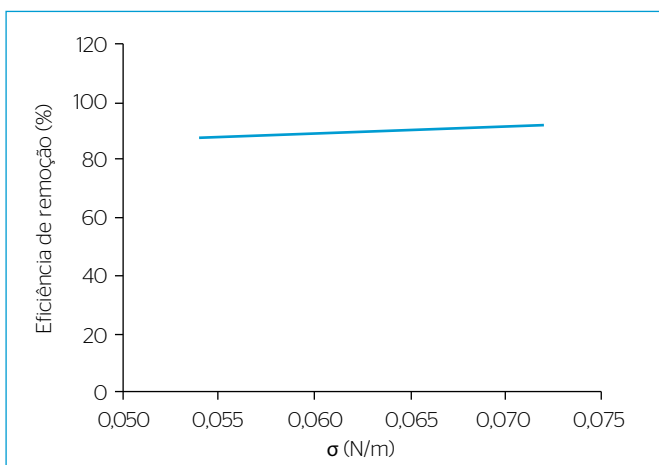


**Gráfico 5** - Simulação do impacto da porosidade na eficiência de remoção de algas.

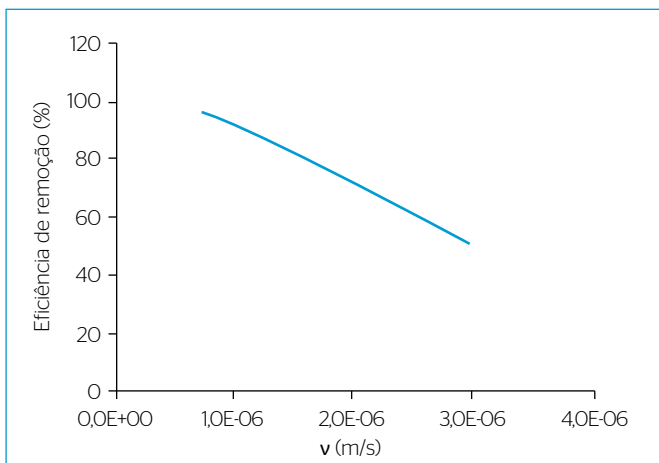
- Diâmetro do meio suporte (d): aumentando o diâmetro do meio suporte de 0,5 para 100 mm ( $Q = 0,16$  L/s), o volume útil dentro do



**Gráfico 6** - Simulação do impacto da vazão na eficiência de remoção de algas.



**Gráfico 7** - Simulação do impacto da tensão superficial na eficiência de remoção de algas.



**Gráfico 8** - Simulação do impacto da viscosidade cinemática na eficiência de remoção de algas.

filtro reduz, fazendo com que a eficiência de remoção diminua de 99,87 para 75,03% (Gráfico 4). Ressalta-se que a faixa utilizada na simulação é relatada em pesquisas conduzidas por Middlebrooks (1988), Neder, Queiroz e Souza (2001), Tonetti *et al.* (2011), Yang *et al.* (2004) e Karadag *et al.* (2015). A utilização do modelo mostrou que mais eficiências são obtidas com diâmetros do meio suporte de 0,5 a 20 mm;

- Porosidade ( $\lambda$ ): aumentando a porosidade de 20 para 99% ( $Q = 0,16$  L/s), aumentar-se-á a área interfacial, o que promoverá o maior contato do líquido com o meio suporte, fazendo com que a eficiência de remoção aumente de 53,47 para 99,72% (Gráfico 5). Porosidades superiores a aproximadamente 80% não apresentam ganhos significativos na eficiência de remoção;
- Vazão (Q): aumentando a vazão de 0,0016 para 0,6000 L/s, diminuir-se-á o tempo de detenção hidráulica (TDH), o que repercutirá diretamente na redução na eficiência de remoção, de aproximadamente 100 para 25,29% (Gráfico 6);
- Tensão superficial ( $\sigma$ ): aumentando a tensão superficial de 0,054 para 0,072 N/m ( $Q = 0,16$  L/s), promover-se-á leve aumento na remoção de algas (Gráfico 7), pois ocorrerá maior retenção dessas algas, o que resulta em elevação na eficiência de remoção de 87,82 para 91,69%. Substâncias como sabão, detergente, outros surfactantes e temperatura alteram a tensão superficial, assim como produtos químicos lançados na rede de esgotos domésticos podem influenciar na alteração das características do efluente a ser tratado no filtro;
- Viscosidade cinemática ( $\nu$ ): aumentando a viscosidade de 7,50E-07 para 3,00E-06 m<sup>2</sup>/s ( $Q = 0,16$  L/s), espera-se menor remoção, pois há diminuição da mistura, repercutindo diretamente em redução na eficiência de remoção de 95,67 para 50,62% (Gráfico 8). Alterações na temperatura influenciam na viscosidade. Com o aumento da temperatura, as forças intermoleculares tornam-se menos efetivas e a viscosidade diminui, raciocínio semelhante para a diminuição da temperatura, que promove elevação da viscosidade.

De fato, as simulações realizadas para cada parâmetro demonstram coerência nos resultados, reforçando desse modo que os números de Weber e Reynolds, assim como o modelo de fluxo em pistão, podem ser usados para descrever o processo de remoção de algas em filtros anaeróbios como polimento de lagoas de estabilização.

## CONCLUSÕES

Neste estudo foram utilizados novos materiais de enchimento de filtros anaeróbios de baixo custo com a finalidade de remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. Os resultados mostraram que os materiais de enchimento promoveram eficiências



de remoção satisfatórias. Ressalta-se que a utilização dos filtros anaeróbios possibilitou melhoria no efluente final, atendendo aos padrões estabelecidos pela Resolução 430/11 nas variáveis pH, DBO e SS.

O meio de suporte conduíte foi o que apresentou as maiores remoções. Isso foi atribuído à maior porosidade, que auxiliou nos mecanismos de remoção, principalmente na assimilação biológica e retenção física. A argila expandida também apresentou bons resultados, apesar de inferiores quando comparados aos resultados proporcionados pelo conduíte.

O EXP 2 com TDH inferiores promoveu menos eficiências de remoção, corroborando os resultados disponíveis na literatura.

No tocante à modelagem matemática, foi desenvolvido um modelo de fluxo em pistão obtido por meio da simplificação da equação unidimensional de transporte de massa e com base em uma relação ajustada em função dos números de Reynolds e Weber. O referido ajuste forneceu coeficiente de determinação de 0,97, demonstrando que os parâmetros supracitados, juntamente com o modelo de fluxo em pistão,

são de fato adequados para simular o processo de remoção de algas em filtros anaeróbios.

De acordo com as simulações realizadas, a eficiência de remoção de algas aumentou com os parâmetros comprimento do filtro, diâmetro do filtro, porosidade e tensão superficial e diminuiu com os parâmetros diâmetro do meio suporte, vazão e viscosidade cinemática. Adotando valores típicos para cada parâmetro, observou-se que comprimentos de filtro superiores a 5 m e diâmetros acima de 2 m não têm efeitos significativos no desempenho dos sistemas. Além disso, diâmetros do meio suporte inferiores a 20 mm e porosidades em torno de 80% contribuem positivamente para a eficiência dos filtros.

Em síntese, o estudo mostra que o modelo matemático produz resultados coerentes para filtros de diferentes configurações (verticais e horizontais) e condições operacionais (vazões, TDH, tipos de meio suporte etc.). Dessa forma, o modelo proposto apresentou-se como uma ferramenta para simulação e otimização da eficiência de filtros biológicos em aplicações práticas.

## REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WORLD ECONOMIC FORUM - WEF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19. ed. Nova York: American Public Health Association.
- ARAÚJO, G. M. (2004). *Avaliação da utilização de filtros anaeróbios simplificados na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização*. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. (1997). NBR 13.969: Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT.
- BABU, M. (2011). Effect of algal biofilm and operational conditions on nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Tese (Doutorado)-UNESCO-IHE, Institute for Water Education, Delft, Holanda.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2011). *Resolução Conama n.º 430*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conama. Brasília, Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011.
- DIAZ, J.; BARKDOLL, B. (2006). Comparison of wastewater treatment in developed and developing countries. In: *World Environmental and Water Resource Congress*, 2006, p. 1-10.
- HAN, Z.; CUI, B. (2015). Performance of macrophyte indicators to eutrophication pressure in ponds. *Ecological Engineering*. In Press.
- JONES, J. G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial number and biomass in freshwater*. Ambleside: Freshwater Biological Association. v. 39.
- KARADAG, D.; KÖROGLU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. (2015). A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, v. 50, n. 2, p. 262-271.
- MBURU, N.; TEBITENDWA, S. M.; VAN BRUGGEN, J. J. A.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS P. N. L. (2013). Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: a case study of the Juja sewage treatment works. *Journal of Environmental Management*, v. 128, p. 220-225.
- MIDDLEBROOKS, E. J. (1988). Review of rock filters for the upgrade of lagoon effluents. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 60, n. 9, p. 1.657-1.662.
- MIDDLEBROOKS, E. J. (1995). Upgrading pond effluents: an overview. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 353-368.
- MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTERS G. Z.; REED, S. C.; GEORGE, D. B. (1982). *Wastewater stabilization lagoon design performance and upgrading*. Nova York: MacMillan.
- MORRO, C. A.; NIELL, G. M.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. (2012). Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management*, v. 95. p. S71-S76.

- NEDER, K. D.; QUEIROZ, T. R.; SOUZA, M. A. A. (2000). Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais. *In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 27, Porto Alegre, 2000.
- NEDER, K. D.; QUEIROZ, T. R.; SOUZA, M. A. A. (2001). Utilização de processos naturais para polimento de efluentes de lagoas de estabilização. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, João Pessoa, 2001.
- NIKOLAEVA, S.; SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; WEILAND, P.; MILÁN, Z. (2002). Treatment of piggery waste by anaerobic fixed bed reactor and zeolite bed filter in a tropical climate: a pilot scale study. *Process Biochemistry*, v. 38, n. 3, p. 405-409.
- OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; MARA, D. D.; SILVA, S. T. A.; ARAÚJO, A. L. C. (1997). Uso de filtros biológicos anaeróbios no tratamento do efluente de uma lagoa de maturação primária. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19. *Anais*. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.
- ORAN, B.; SURUCU, G.; SOYNSPAK, S. A. (1993). Study on quality improvements for oxidation pond effluents by rock filters. *In: International Specialist Conference on Waste Stabilization and the Reuse of Ponds Effluents*, 2. Berkeley, Estados Unidos, 1993. (preprinter volume)
- PICANCO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, E. P.; ZAIAT-BLUNDI, C. E. (2001). Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. *Water Science Technology*, v. 44, n. 4, p. 197-204.
- SAIDAM, M. Y.; RAMADAN, S. A.; BUTTER, D. (1995). Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 369-378.
- SANTOS, J. A. A. (1995). *Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios, com leito de pedras, tratando efluentes de lagoas de maturação primária*. Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.
- SWANSON, G. R.; WILLIAMSON, K. J. (1980). Upgrading lagoon effluent with rock filters. *Journal Sanitary Engineering Division*, v. 106, p. 1111-1118.
- TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; OLIVEIRA CRUZ, L. M.; NAKAMURA, M. S. (2011). Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 11-16.
- TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. (2012). Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com emprego de filtros de areia. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 3, p. 287-294.
- VON SPERLING, M. (1996). *Lagoas de estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Des-UFMG. v. 3. 140 p.
- YANG, Y.; TADA, C.; MIAH, M. S.; TSUKAHARA, K.; YAGISHITA, T.; SAWUAYAMA, S. (2004). Influence of bed materials on methanogenic characteristics and immobilized microbes in anaerobic digesters. *Materials Science and Engineering: C*, v. 24, n. 3, p. 413-419.
- YOUNG, J. C. (1991). Factor affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water science and technology*, v. 24, n. 8, p. 133-155.